

剩余污泥碱解上清液作为反硝化碳源的回用量实验研究

曹艳晓, 龙腾锐, 傅婵媛, 龚 正

(重庆大学 城市建设与环境工程学院, 重庆 400045)

摘要:考察剩余污泥碱解上清液作为反硝化碳源的反应速率,并据此初步确定上清液的回用量。对剩余污泥进行碱解发酵,选取 SRT=9 d 的上清液,采用不同的 VFA/N 比值进行批式试验,考察其反硝化速率,选择出试验条件下的较优比值,并应用于实际生活污水中,与单纯生活污水脱氮对照,考察回用的可行性以及回用量的确定,提出利用阶段反硝化率粗略估计污泥碱解上清液回用量的思路。结果显示,所有比值的反硝化速率曲线均可分为 4 段,且随着 VFA/N 比值的增加,反硝化速率明显增加,pH 值的变化趋势也与之对应;以 VFA/N=2.47 为分界点,比值继续增加,反硝化速率的增长并不大;将上清液以一定比例投入生活污水,反硝化速率明显提高,平行组 6 h 反硝化量分别达到 47.0 mg/L 和 33.9 mg/L。

关键词:剩余污泥;碱解;反硝化;回用量

中图分类号:X703.1 文献标志码:A 文章编号:1674-4764(2010)01-0125-06

Recycling Dosage Analysis of Alkaline-Hydrolysis Supernatant of WAS as Carbon Source for Denitrification

CAO Yan-xiao, LONG Teng-rui, FU Chan-yuan, GONG Zheng

(College of Urban Construction and Environmental Engineering, Chongqing University, Chongqing 400045, P. R. China)

Abstract: Reaction rate of alkaline supernatant of waste activated sludge (WAS) as carbon sources for denitrification was investigated to determine the recycling dosage preliminarily. WAS was digested under alkaline conditions and batch tests were carried out under different VFA/N ratio at SRT=9d to examine the denitrification rate and choose the optimal ratio. And then a comparative test was carried out for actual sewage wastewater and pure sewage wastewater to investigate its feasibility in recycle and the recycling dosage. It was found that denitrification curve of all ratios could be divided into four stages and the denitrification rate increased obviously with the increase of VFA/N ratio, which was consistent with that of the pH curve. While as the ratio increased beyond 2.47, the denitrification rate increased slowly. Furthermore, when the supernatant was added to the sewage wastewater to some extent, denitrification rate increased significantly and the removal amount of nitrate in two parallel tests were 47.0 and 33.9 mg/L, respectively.

Key words: waste activated sludge;alkaline hydrolysis;denitrification;recycling dosage

污水厂的普及,剩余污泥产量的增加使得剩余污泥的厌氧处理越来越成为焦点。同时,中国污水

厂普遍存在的碳源不足问题,往往通过投加外碳源来解决,这无疑将增加额外的运行费用。针对这 2

收稿日期:2009-09-21

基金项目:广西环境工程与保护评价重点实验室开放基金(桂科能 0704K031)

作者简介:曹艳晓(1981-),女,博士生,主要从事水污染控制理论与技术研究,(E-mail)caocyx@126.com。

龙腾锐(联系人),男,教授,博士生导师,(E-mail)longtr@126.com。

个问题,更多的关注转向剩余污泥的资源化利用上:通过将剩余污泥的厌氧发酵控制在水解酸化阶段以制备高含碳上清液,并回用到处理工艺中,可以达到在解决系统碳源不足问题的同时实现剩余污泥减量的目的。对此,专家学者提出了多种提高水解酸化效率的污泥预处理方法,主要包括热解法^[1],物理法^[2-3],化学法^[4-5],生物处理法^[6]以及不同方法的组合^[7-8]等。其中,化学法设备简单,易操作,尤其是碱解法对污泥的破解效率高,能加速水解反应;同时,碱解污泥处理也能释放出絮体内的水和细胞^[9-11],降低污泥含水率^[12]。因此,碱解上清液作为脱氮除

磷的碳源也是目前研究的一个热点,但由于污泥来源性质及处理方法不同,上清液中成分也存在差异。通过多次配比试验^[13]确定上清液回用量的方法,对于污水处理厂的实际应用有一定的难度,因此,研究上清液回用量确定的新方法具有实际意义。

1 试验材料及方法

1.1 剩余污泥及性质

剩余污泥取自实验室 A/O 工艺的二沉池。剩余污泥的性质见表 1。

表 1 剩余污泥的性质

指标	NH ₃ -N	NO ₃ ⁻ -N	PO ₄ ³⁻ -P	SCOD	TCOD	TSS	VSS
浓度范围/(mg·L ⁻¹)	0.7~1.52	7.6~35.2	2.7~3.45	15~26	7 958~9 440	6 989~9 253	4 776~6 238

为了试验污泥性质的一致性,每次取样后,沉淀 30~60 min,调节污泥的含固率在 1%~2%之间,现取现用。

1.2 剩余污泥的碱解发酵

碱解试验装置为有效容积为 5 L 的圆柱状有机玻璃反应器,反应器上部采用聚乙烯盖封上,内部设置机械搅拌器,搅拌速度在 120~180 rpm 之间,以保证污泥和碱液混合均匀。沿反应器柱高方向设置有 3 个取样口,便于均匀取样。

取 5 L 调节好的污泥投入反应器,用 2 mol/L NaOH 溶液调节 pH 值 = 10^[14] 开始连续搅拌。碱解污泥培养成熟后,确定污泥停留时间为 9 d,每日用新鲜污泥替换部分消化污泥。运行稳定后,开始取样分析。样品每次从发酵器 3 个取样口取出混合后,立即滴入浓硫酸(每 10 ml 样品加 1 滴浓硫酸)抑制微生物活性,随后在 6 000 rpm 下离心 30 min,采用 0.45 μm 滤膜过滤并测试 SCOD、NH₃-N、NO₃-N、NO₂-N、挥发性脂肪酸(VFA)、PO₄-P 等指标。其中,COD 的测定采用哈希消解仪,比色法读数;VFA 采用比色法^[15]测试;其余指标的测定见《水和废水监测分析方法(第四版)》。

碱解反应在常温下进行,期间温度变化范围为 20~28 ℃。

1.3 上清液的反硝化试验

碱解上清液的反硝化试验采用六联搅拌器进行,搅拌速度为 60 rpm。反硝化污泥取自实验室正常运行的 A/O 工艺中的缺氧池,污泥取样反复洗涤后,浓缩为 100 ml。

试验时,首先向 1 L 烧杯中投加一定量的

1 mol/L 硝酸盐。然后,分别投入不同体积的上清液,使 VFA/NO₃-N = 0.916、1.9、2.47 和 4.68。用自来水补充至 900 ml,搅拌片刻,待溶液混合均匀,立即投入上述反硝化污泥,开始计时并取样。对照组分别投加等量的硝酸盐溶液和上清液,用自来水补充至 1 L。试验温度为 24±3 ℃。

反应前 3 h,取样间隔为 30 min,第 4~6 h,取样间隔为 1 h。每次取样 20 ml,样品处理方法同剩余污泥碱解发酵试验,测试指标包括:pH、T、DO、COD、VFA、NO₃-N 和 NO₂-N。此外,测试脱氢酶活性^[16]时,需另取 2 ml 污泥混合液。

反硝化微生物在 pH = 6.0~8.0 之间才能起到有效作用^[17]。因此,为了适应反硝化条件,上清液的初始 pH 值调节到 7.0 左右。

1.4 上清液的回用试验

根据上清液反硝化试验选出的较优配比向生活污水中投加一定量的上清液,试验操作步骤同上述反硝化试验,其中的自来水换成生活污水。

试验过程中,为提供更高的可信度,每个测试项目都做 2 次平行测试。某些参数,如 pH 值和硝态氮 2 次测试之间的分析误差很小,大约 1%~3%。其余的参数,如 VFA 和 VSS 的误差不超过 5%。所以,测量值最终均以平均值的形式表示。

2 试验结果及分析

对照组试验结果表明在初始 pH = 7.0~7.3,不投加种泥的情况下,硝酸盐和 VFA 浓度基本跟初始值一致,波动小于 1%。而在相同的条件下,投加种泥后 6 h 内反硝化率可达到 60%~90%。因此,认

为试验过程中,硝酸盐和碳源去除的非生物作用可以忽略不计。

2.1 单独上清液回用试验

一般认为,在 Bardenpho 工艺中,为达到充分脱氮, COD/TKN 应大于 10.0~11.1。丹麦的一些研究确定, BOD_5/TKN 应大于 4~6.25 或 COD/TKN 应大于 8.3~12.5。德国的脱氮研究所确定的 BOD_5/TKN 的比值应大于 2.5~4。中国的一些研究报道,生活小区污水夏季脱氮的 COD/TKN 应大于 6.6;处理城市污水的 A^2/O 系统, $COD/NH_4^+-N > 6.0$ 或 $BOD_5/NH_4^+-N > 3.0$ [18]。这些研究多采用 COD 和 BOD_5 表示碳源。厌氧发酵上清液中成分变化较快,若采用 BOD_5 作为参考碳源,测定周期长,不能及时反映上清液成分的变化及其可生化性,而 VFA 作为可快速利用的碳源,其测试方法相对简单、省时,其数值对回用量的选择具有较大的指导意义。

不同 VFA/NO_3-N (记为 VFA/N) 及 COD/NO_3-N (记为 C/N) 下,硝酸盐减少量随着 VFA/N 和 C/N 比值的增加而增加,如图 1 所示。

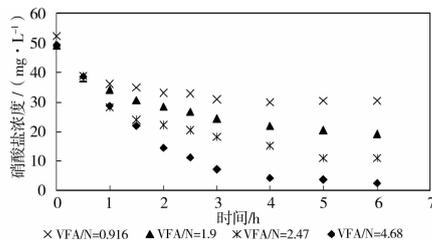


图 1 不同 VFA/N 比值下的反硝化速率

很明显,试验 6 h 内 4 组比值的反硝化速率均可分为 4 段。当 $VFA/N \geq 2.47$ 时, 0~1 h 为第 1 反应阶段;当 $VFA/N < 1.9$ 时,第 1 阶段仅维持在 0.5 h 以内。该段反应迅速,反应速率线性关系明显, pH 值处于迅速升高期,如图 2,表明当系统中存在一定量的可快速降解碳源时,反应初期反硝化反应不受碳源量的影响,可认为是无限制快速反应阶段。第 2 阶段持续时间为 1 h,不同比值的反应速率出现显著差异,降解速率曲线方程(VFA/N 比值从小到大)依次为: $y = -3.234x + 39.592 (R^2 = 0.9915)$; $y = -7.6092x + 41.905 (R^2 = 0.9991)$; $y = -7.0483x + 35.039 (R^2 = 0.9881)$; $y = -14.097x + 42.808 (R^2 = 0.9993)$,各比值对应的 pH 值继续升高,但是除了最高比值,其余情况下 pH 值均出现升高幅度减小的趋势,反应速度呈现减缓趋势,称为限制性快速反应阶段。第 3 阶段反应速率下降,但是比值大的情况下,反硝化反应依然明显,结果与图 2 中 pH 曲线一致,即最高比值对应 pH 值持续上升,

其余比值下 pH 值变化出现稳中有降的趋势,称为稳定阶段。当反应进行到第 4 阶段, pH 值呈明显下降趋势,硝酸盐减少量较低且趋于平稳,最高比值 ($VFA/N=4.68$) 也不例外。表明,前期的剧烈反应消耗掉大量的碳源,剩余碳源出现不足,同时,硝酸盐浓度过低,成为反应的另一限制因素,定义为限制性慢速反应阶段。因此,建议实际反硝化过程应控制在 3 h 以内,在无外碳源添加的情况下,延长反应时间对进一步去除硝酸盐并无明显作用。

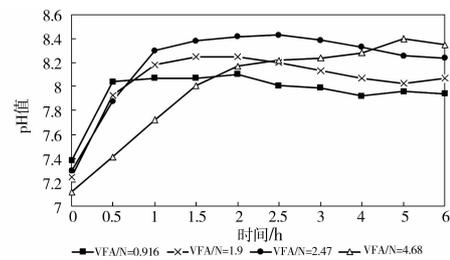


图 2 不同 VFA/N 比值下反硝化过程中 pH 值变化曲线

反硝化过程中,亚硝酸盐浓度的变化情况随着 VFA/N 比值的不同而不同。数据显示,亚硝酸盐峰值(VFA/N 比值从小到大)依次出现在 0.5、1.0、1.0 和 3.0 h,对应的浓度分别为 0.4、1.7、4.1 和 9.1 mg/L (图中未显示)。亚硝酸盐出现峰值的时间及对应的浓度呈增长趋势,该结果跟 pH 值曲线的变化情况(如图 2)较为类似($VFA/N=4.68$ 除外)。分析原因,随着反应进行, pH 值迅速升高,超过 8.0,较高的 pH 值抑制了反硝化反应的进行,导致亚硝酸盐积累 [19]。

综上, VFA/N 比值在 2~3 之间对反硝化脱氮较为有利,能满足出水达标的要求。

2.2 生活污水对比试验

2.2.1 单纯生活污水试验

通常以生活污水作为电子供体进行反硝化时,同时存在 3 条硝酸盐氮降解速率曲线,其中应用溶解性易于生物降解 COD (Ss) 的反硝化速率最高,其次是应用颗粒性慢速可生物降解 COD (Xs) 的反硝化;降解速率最小的是应用内源物质的反硝化。在城市污水中 Ss 所占比例很低(占总进水 COD 的 10%~20%),所以它对系统的反硝化贡献不大, Xs 所占比例较大,决定着系统的反硝化潜力,但是只有那些分子量小且易于生物降解的物质才容易作为反硝化反应的电子供体 [20]。

单独的生活污水平行试验,前 2.5 h 内,硝酸盐降解速率曲线有 3 条,如图 3 所示,对应的反应时间段分别为 0~0.5 h、0.5~1.5 h、1.5~2.5 h,且 pH 值最高点也出现在 2.5 h。硝酸盐的减少量随时间

的变化呈现逐渐减小的趋势,且在 2.5~4.0 h 出现了一段平稳期,在第 4~6 h 继续发生部分反硝化,如图 4。分析认为,0~0.5 h 污水中的易利用碳源,如 VFA 等大部分被消耗;0.5 h 后 VFA 中的剩余部分和污水中其它的易降解物质被继续利用;至 2.5 h,这些物质几乎被消耗完全;之后,随着反应继续进行,污水中的颗粒性物质及部分难降解物质被缓慢降解消耗,出现了硝酸盐浓度的缓慢减少。

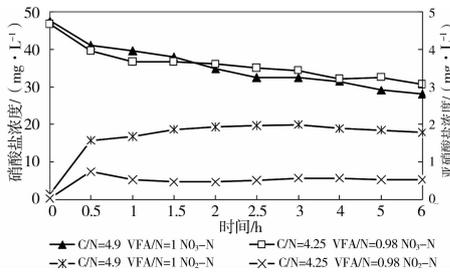


图 3 单纯生活污水反硝化速率曲线

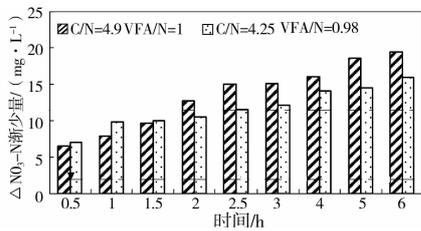


图 4 生活污水反硝化过程硝酸盐减少量

2 次平行试验过程中,VFA 含量较高的反应器中出现低量 $\text{NO}_2 - \text{N}$ 积累现象,浓度在 1.8 mg/L 波动;而 $\text{VFA}/\text{N} = 0.805$ 的烧杯中, $\text{NO}_2 - \text{N}$ 浓度始终小于 1 mg/L(图 3)。

2.2.2 生活污水中投加上清液的试验 将上清液投入生活污水之后,反硝化反应速率升高较快,见图 5。

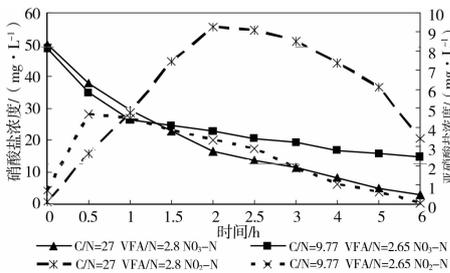


图 5 投加上清液后的反硝化速率曲线

由图 5、6 可知,0~0.5 h 的反硝化量增加到 12 mg/L 以上。相似 VFA/N 比值下,C/N = 27 时,0~2.0 h,硝酸盐减少量增幅较大,2.5~5 h 虽然反应减缓,但是硝酸盐减少量继续增加;平行组 C/N = 9.77,其快速增长期出现在 0~1 h,1~4 h 呈现缓慢增长,4 h 后硝酸盐变化较小。表明在相近的 VFA/N 值下,碳源含量越高,对反应越有利,硝酸盐的消耗量也

越多。2 次试验的 6h 反硝化量分别达到 47.0 mg/L 和 33.9 mg/L,远高于单独污水的 19.4 mg/L 和 16.0 mg/L,出水硝酸盐浓度可低至 5 mg/L 以下。这表明污泥碱解发酵上清液中含有大量分子量小且易于生物降解的物质,这些物质对反硝化促进作用明显。试验的浓度范围内,脱氢酶活性变化小于 10%,未出现生物抑制现象,剩余污泥碱解上清液可作为反硝化碳源。

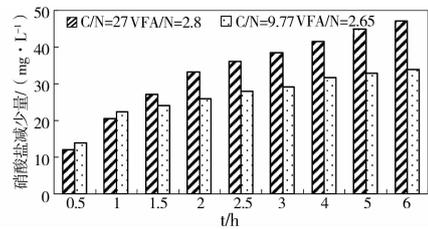


图 6 投加上清液后反硝化过程中硝酸盐减少量

2.3 回用量的分析

目前研究中常采用总的反硝化速率来表征反应快慢,但由于反应条件不同,采用总的反硝化速率难以表达各反应阶段反硝化的情况。因而,文中利用阶段反硝化速率(即从 0 时刻计时,每个反应时间段对应的平均反硝化速率)来反映不同时段反硝化速率的变化情况,以便于不同批次试验的对比分析,并可根据原水中的硝酸盐和设计停留时间,估算出污泥上清液的回用量。

不同初始 VFA/N 比值对应的阶段反硝化速率见表 2。

表 2 不同 VFA/N 比值下,0~0.5 h、0~2 h、0~3 h 和 0~6 h 的阶段反硝化速率

反硝化速率 (mg $\text{NO}_3 - \text{N}/\text{g VSS} \cdot \text{h}$)	0~0.5 h	0~2 h	0~3 h	0~6 h
VFA/N=0.916	12.78	4.58	3.42	1.75
VFA/N=1.9	11.56	5.49	4.37	2.65
VFA/N=2.47	13.19	7.36	5.58	3.37
VFA/N=4.68	11.35	7.65	6.92	4.16

由表 2 可知,不同 VFA/N 比值下,0~0.5 h 的反硝化速率差别不大,都在 12 mg $\text{NO}_3 - \text{N}/\text{g VSS} \cdot \text{h}$ 左右,表明反应前 0.5 h 内基本呈零级反应;0~2 h 反硝化率出现了明显的差别,VFA/N ≥ 2.47 时,反硝化速率超过 7 mg $\text{NO}_3 - \text{N}/\text{g VSS} \cdot \text{h}$,表明,当 VFA/N ≥ 2.47 ,反硝化反应的前 2 h,易降解碳源充足,反应速率受初始碳源的影响较小,而比值小于 2 的反硝化速率分别为 5.49 和 4.58 mg $\text{NO}_3 - \text{N}/\text{g VSS} \cdot \text{h}$,表明这个过程中碳源由充足转为不足,反硝化容量逐渐趋于饱和;0~3 h 和 0~6 h 的反硝化速率随

VFA/N 比值的减小呈明显下降趋势。由表 2 可以看出,比值越小,反硝化速率随时间的下降幅度愈大,但是比值越大,引入的氮素越多。

因此,对于一般的生活污水来说,在以反硝化速率作为碱解上清液回用量的参考的同时,也需要考虑回用过程中引入氮素对系统的影响。例如:对于初始 TN 浓度为 40 mg/L 的生活污水,为确保出水达标(低于 15 mg/L),在缺氧池水力停留时间为 2 h 时,设定污泥 MLVSS 为 2 000 mg/L,则去除至少 25 mg/L 的硝酸盐,即需要 VFA/N 的比值至少在 2~3 之间,考虑到原生活污水中存在少量的 VFA,因此,投加时可根据具体情况适当减少投加量,但若是上清液中氮过高,超过 200 甚至达到 300 mg/L,回用比例为 10:1 时,仍有 20~30 mg/L 的氮素被引入系统,占进水 TN 的 50% 以上,此时,可考虑采用鸟粪石回收的方式除去 $\text{NH}_3\text{-N}$ 后再回用^[13]。目前,也有生产性试验表明,上清液回用量适当时,氮的引入对系统影响不大^[21]。研究中烧杯试验显示,反硝化结束后,氨氮量达到 20 mg/L 左右,磷酸盐小于 10 mg/L,试验将进一步研究回用过程中氨氮和磷酸盐的影响。

3 结 论

1) 污泥碱解上清液的批式反硝化试验表明,6 h 反应期间,硝酸盐的反硝化速率分为 4 个阶段,依次为:无限制快速反应阶段、限制性快速反应阶段、稳定阶段和限制性慢速反应阶段。当 $\text{VFA/N} \geq 2.47$ 时,无限制快速反应阶段可持续 1 h;且随着比值的增加,反应速率随时间下降幅度减小。

2) 向生活污水中投加污泥碱解上清液,与单纯的生活污水相比,在相同的反应时间内,硝酸盐减少量增加了 1 倍以上,出水硝酸盐浓度低至 5 mg/L 以下,表明污泥碱解上清液较适宜作为反硝化碳源。

3) 提出了利用阶段反硝化速率,来粗略推断污泥碱解上清液回用量的方法。建议回用时将小试的阶段反硝化速率作为参考,结合系统引入的氮磷,综合考虑。

参考文献:

[1] LI Y Y, NOIKE T. Upgrading of anaerobic of waste activated sludge by thermal pretreatment[J]. Water Sci. Technol., 1992, 26(3/4):857-866.
[2] HWANG K Y, SHIN E B. A mechanical pretreatment of waste activated sludge for improvement of anaerobic digestion system[J]. Water Sci. Technol., 1997, 36

(12):111-116.

- [3] 杨洁,季民,刘卫华,等. 污泥超声预处理促进厌氧消化反应试验[J]. 天津大学学报,2006,39(10):1205-1208. YANG JIE, JI MIN, LIU WEI-HUA, et al. Enhancement of anaerobic digestion of waste activated sludge by ultrasonic pretreatment[J]. Journal of Tianjin University, 2006,39(10):1205-1208.
[4] SAKAI S, IMABAYASHI S, IWABUCHI C, et al. Solubilization of excess activated sludge by self-digestion[J]. Water Res., 1999,33(8):1864-1870.
[5] VLYSSIDES A G, KARLIS P K. Thermal-alkaline solubilization of waste activated sludge as a pretreatment stage for anaerobic digestion [J]. Bioresource Technol., 2004,91(2):201-206.
[6] TIEHM A, NICKEL K, NEIS U. The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge[J]. Water Sci. Technol., 1997,36(11):121-128.
[7] 杨洁,季民,韩育宏,等. 污泥碱解和超声破解预处理的效果研究[J]. 环境科学,2008,29(4):1002-1006. YANG JIE, JI MIN, HAN YU-HONG, et al. Effect of alkaline and ultrasonic pretreatment on the sludge disintegration[J]. Environmental Science, 2008,29(4):1002-1006.
[8] 吕凯,季文芳,韩萍芳,等. 超声、臭氧处理石化污水厂剩余活性污泥研究[J]. 环境工程学报,2009,3(5):907-910. LU KAI, JI WEN-FANG, HAN PING-FANG, et al. Study on petrochemical excess activated sludge treatment by ultrasonic and ozone[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering. 2009,3(5):907-910.
[9] WEEMAES M P, VERSTRAETE J. Evaluation of current wet sludge disintegration techniques [J]. J. Chem. Technol. Biotechnol., 1998, 73:83-92.
[10] LI HUAN, JIN YI-YING, RASOOL BUX MAHAR, et al. Effects and model of alkaline waste activated sludge treatment[J]. Bioresource Technology, 2008, 99:5140-5144.
[11] ERDINCLER A, VESILIND P A. Effect of sludge cell disruption on compactibility of biological sludge [J]. Wat Sci. Technol., 2000, 42:119-126.
[12] 徐静,王三反. 超声波预处理改善污泥性能研究[J]. 净水技术,2009,28(1):51-53. XU JING, WANG SAN-FAN. Study on the improvement of sludge properties with ultrasonic pretreatment [J]. Water Purification Technology, 2009,28(1):51-53.
[13] 佟娟. 剩余污泥碱性发酵产生的短链脂肪酸作为生物脱氮除磷碳源的研究[D]. 上海:同济大学,2008:36-59,

- 97-105.
- [14] 苑宏英, 员建, 徐娟, 等. 碱性 pH 条件下增强剩余污泥厌氧产酸的研究[J]. 中国给水排水, 2008, 24(9): 26-29.
YUAN HONG-YING, YUAN JIAN, XU JUAN, et al. Study on enhanced anaerobic acidogenesis of excess sludge at alkaline Ph[J]. China Water & Wastewater, 2008, 24(9): 26-29.
- [15] MONTGOMERY H A C, DYMOCK J F, THOM N S. The rapid colorimetric determination of organic acids and their salts in sewage-sludge liquor [J]. The Analyst, 1962, 87: 949-955.
- [16] 朱南文, 闵航, 陈美慈, 等. TTC—脱氢酶测定方法的探讨[J]. 中国沼气, 1996, 14(2): 3-5.
ZHU NAN-WEN, MIN HANG, CHEN MEI-CI, et al. The study of determination on TTC-Dehydrogenase activity[J]. China Biogas, 1996, 14(2): 3-5.
- [17] GUANG-HUI YU, PIN-JING HE, LI-MING SHAO, et al. Toward understanding the mechanism of improving the production of volatile fatty acids from activated sludge at pH 10.0[J]. Water Research, 2008, 42: 4637-4644.
- [18] 李军, 杨秀山, 彭永臻. 微生物与水处理工程[M]. 北京: 化学工业出版社, 2002: 376-382.
- [19] THIRDK A B, NEWLANDGM. Long-term aeration management for improved N-removal via SND in a sequencing batch reactor[J]. Wat. Res., 2005, 3: 8-17.
- [20] 李基东. 反硝化脱氮补充碳源选择与研究[D]. 上海: 同济大学, 2007: 49.
- [21] LIN JIH-GAW, MA YING-SHIH, HUANG CHUN-CHIH. Alkaline hydrolysis of the sludge generated from a high-strength, nitrogenous-wastewater biological-treatment process [J]. Bioresource Technology, 1998, 65: 35-42.

(编辑 胡英奎)

(上接第 119 页)

- [8] JOHN M. HAMRICK. Analysis of water temperature in Conowingo Pond as influenced by the peach Bottom atomic power plant thermal discharge [J]. Environmental Science & Policy, 2000(3): 145-149
- [9] 蔺秋生, 金琨, 黄莉. 电厂温排水影响数学模型研究及应用[J]. 长江科学院院报, 2009, 26(1): 29-32.
LIN QIU-SHENG, JIN KUN, HUANG LI. Research and application of mathematical modeling of thermal discharge from power plant [J]. Journal of Yangtze River Scientific Research Institute, 2009, 26(1): 29-32.
- [10] 孙艳涛, 王惠民, 吴修锋. 温排水对水体生态环境影响的分析及处理[J]. 水资源保护, 2008, 24(2): 70-72.
SUN YAN-TAO, WANG HUI-MIN, WU XIU-FENG. Impacts of thermal discharge on aquatic ecological environment and the countermeasures [J]. Water Resources Protection, 2008, 24(2): 70-72.
- [11] CHUANG YI-LI, YANG HSIAO-HUI, LIN HSING-JUH. Effects of a thermal discharge from a nuclear power plant on phytoplankton and periphyton in subtropical coastal waters[J]. Journal of Sea Research, 2009, 61(4): 197-205.
- [12] LANGFORD T E L. Thermal discharges and pollution [G]// JOHNH STEELE, AKRL K, TUREKIAN, et al. Encyclopedia of Ocean Sciences (Second Edition). New York: Elsevier Science Pub. Co, 2009: 2933-2940.
- [13] PAUL R HOLLAND, ANTHONY KAY, VINCENZO BOTTE. Numerical modeling of the thermal bar and its ecological consequences in a river-dominated lake [J]. Journal of Marine Systems, 2003(43): 61-81
- [14] CHENCW, WEINTRAUB LHZ, HERR J. Impacts of a thermal power plant on the phosphorus TMDL of a reservoir [J]. Environmental Science & Policy, 2000(3): 217-223.
- [15] 陈伟民, 黄祥飞, 周万平, 等. 湖泊生态系统观测方法 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2005.
CHEN WEI-MIN, HUANG XIANG-FEI, ZHOU WAN-PING, et al. The observation method of lake ecosystem [M]. Beijing: China environment scientific press, 2005.

(编辑 王秀玲)